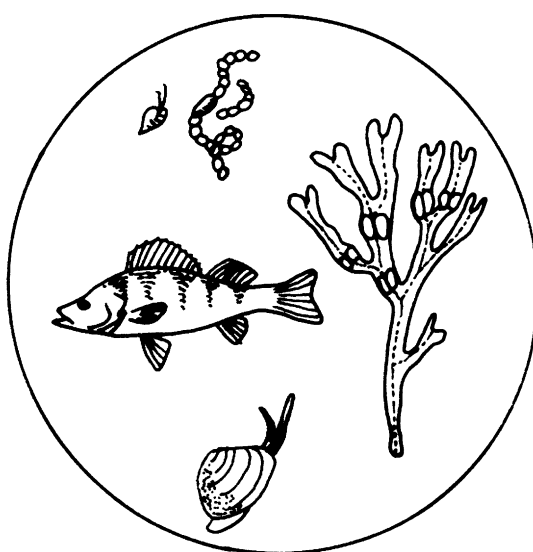


**FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

No 117 (2007)



Henrik Nygård

Bottenfaunan och hydrografen i den åländska ytterskärgården sommaren 2006

(The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands in the summer of 2006)

Husö biologiska station
Åbo Akademi

I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby; telefon: 018-37310; telefax: 018-37244; e-post huso@abo.fi. (Även: Miljö- och marinbiologi, Åbo Akademi, Akademigatan 1, 20500 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Biology, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the contents of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also Åbo Akademi University, Akademigatan 1, FIN-20500 Turku, Finland)

Redaktör:

Åsa Hägg

Editor:

Åbo Akademis tryckeri – Åbo 2007

ISBN: 978-952-12-1855-2

ISSN: 0787-5460

Bottenfaunan och hydrografen i den åländska ytterskärgården sommaren 2006

*(The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands
in the summer of 2006)*

Henrik Nygård
Husö biologiska station, Åbo Akademi
22220 Emkarby, Åland, Finland

Abstract

The benthic fauna was investigated in the archipelago of the Åland Islands during the summer of 2006. In total, 27 stations were sampled for both zoobenthos and hydrography. The stations are located in the depth interval 17-35 m, and have previously been studied in 1994 and 2000. The aim of this study was to get an update on the situation in the benthic community and to continue the long-term studies in the outer archipelago zone to serve as a base for coming assessments of the European water frame directive.

The zoobenthic community has increased its total abundance since 2000. The biomass has decreased, but the species richness is unchanged. The largest difference in the benthic community is the increase of the polychaete Marenzelleria sp., which now is the dominating species on 19 stations. The increase of the sensitive amphipod Monoporeia affinis indicates elevated conditions in the benthic environment. The decrease in abundance of the Baltic clam Macoma balthica explains the decrease in the total biomass of zoobenthos. Despite the decrease in abundance, M. balthica shows a healthy length distribution. A preliminary assessment of the environmental status indicates that the largest parts of the exposed, outer archipelago has high or good status, while the more sheltered areas of the archipelago has a moderate or even poor environmental status.

Innehållsförteckning

1 Inledning	3
2 Undersökningsområdet	3
3 Metodik	4
3.1 Hydrografi	4
3.2 Sediment	5
3.3 Bottenfauna	5
3.4 Numerisk analys	6
4 Resultat	7
4.1 Hydrografi	7
4.2 Bottenfauna	7
4.3 Östersjömuslans, <i>Macoma balthica</i> , längdfördelning	11
4.4 Jämförelse mellan åren 2000 och 2006	15
4.5 Klassificering enligt BBI-indexet	18
5 Diskussion	18
6 Konklusioner	21
7 Referenser	21

Bilagor

1 Inledning

Sommaren 2006 utfördes en undersökning av bottenfauna och hydrografi i den åländska skärgården. Syftet med undersökningen var att återbesöka stationer som ligger i djupintervallet 20-35 m, för att följa upp förändringar i bottenfaunan och hydrografin. Bottenfaunan i den åländska skärgården har undersökts flitigt sedan början av 1970-talet (HELMINEN 1974, WESTERBERG 1978, ERIKSSON & LEPPÄKOSKI 1983, BLOMQVIST & BONSDORFF 1986, BONSDORFF 1988, ÖSTMAN 1989, SANDBERG et al. 1989, SUOMALAINEN 1989, BONSDORFF et al. 1990, BONSDORFF et al. 1991, NORKKO & BONSDORFF 1994, WISTBACKA 1994, ÖSTMAN & BLOMQVIST 1997, PERUS et al. 2001), vilket resulterat i ett gediget bakgrundsmaterial. Trots att bottenfaunan studerats väl finns det få undersökningar som inriktats på djupare bottnar. År 1994 inledde NORKKO & BONSDORFF (1994) arbetet att kartlägga bottnar på 20-40 m djup, vilket sedan uppföljdes av PERUS et al. (2001) år 2000. Dessa undersökningar utfördes främst i övergångszonen mellan kust och öppet hav för att fylla luckan mellan de nationella övervakningsprogrammen på öppet hav och de tidigare gjorda undersökningarna i skärgårdsområdena. BONSDORFF et al. (2003) framhåller vikten av basundersökningar i övergångszonen mellan kust och öppet hav som grund för kommande övervakningsprogram av kustvattnen.

Bottenfaunan kan användas som parameter för att bedöma vattenmiljöns tillstånd. Eftersom bottenfaunan är långlivad, relativt stationär och artsammansättningen oftast består av både känsliga och toleranta arter, kan den återspegla fluktuationer i fysikalisk-kemiska förhållanden, som t.ex. syrehalt, näringsämnen och organisk halt i sedimentet, över en längre tid, något som man inte uppnår genom t.ex. ögonblicksbilder av vattenparametrar. I EU:s vattenramdirektiv, som strävar till god vattenkvalitet i alla vattenförekomster år 2015, ingår bottenfaunan som en parameter (ANON. 2000). Därför är det viktigt att god bakgrundsdata finns till förfogande för att utarbeta övervakningsprogram samt för att bestämma gränsvärden för god vattenkvalitet. I denna rapport används ett miljökvalitetsbedömningsindex BBI (Brackish water Benthic Index) som utarbetats speciellt för Finlands kustområden (PERUS et al. subm. ms.), som en riktgivande klassificering av miljön på basen av bottenfaunan.

Denna undersökning har utförts inom ramen för Husö biologiska stations forskningssamarbete med Ålands landskapsregering. Finansiellt stöd har även erhållits genom projektet IMAGINE (Bonsdorff et al.) inom Finlands Akademis Östersjöprogram BIREME.

2 Undersökningsområdet

Provtagningen i denna undersökning koncentrerades till bottnar på 17-35 m djup (tab. 1.). Totalt ingick 27 stationer runt Åland (fig. 1). Alla dessa stationer har besökts år 1994 (NORKKO & BONSDORFF 1994), samt de flesta stationer även år 2000 (PERUS et al. 2001). Undersökningsområdet finns närmare beskrivet i NORKKO & BONSDORFF (1994).

Tabell 1. Lista över alla stationer med deras position, djup, sedimenttyp, sedimentets organiska halt samt indelning i skyddade och exponerade stationer. Koordinaterna (WGS84) anges som longitud (N) och latitud (E), sedimenttypen som lera (L), sand (S), grus (G) och detritus (D).

Table 1. List of all stations including position, depth, sediment quality, organic content of the sediment and classification in sheltered and exposed stations. The coordinates (WGS84) are presented as longitude (N) and latitude (E), sediment quality as clay (L), sand (S), gravel (G) and detritus (D).

Station	Koordinater		Djup (m)	Sedimenttyp	org. halt (%)	Exponering
Mextra 1	60°02,36	19°56,69	28	L	4,76	exponerad
Möckelö	60°04,68	19°53,46	19,5	L	6,94	exponerad
ÅL-Mariehamn	60°05,12	19°55,83	19,5	L	7,28	skyddad
Ådskär	60°20,00	19°30,82	26	SL	0,90	exponerad
Äppelö 4	60°23,77	19°38,24	33	L	1,09	exponerad
Hammarudda	60°06,28	19°44,07	20	GL	1,66	exponerad
Rödsdär	60°09,07	19°38,72	23	LS	1,59	exponerad
ÅL-Eckerö	60°13,10	19°29,02	27	LS	1,87	exponerad
Eckerö 1	60°14,56	19°27,26	31	SG	1,17	exponerad
Dånö 2	60°25,75	19°45,12	34	SLD	10,87	skyddad
Dånö 4	60°22,89	19°46,09	21	L	9,84	skyddad
ÅL-Dånö	60°24,17	19°45,35	24	L	10,53	skyddad
ÅL-Äppelö	60°21,73	19°40,93	32	SL	12,23	exponerad
ÅL-Bergö	60°17,76	19°48,20	26	LD	9,22	skyddad
ÅL-Lumparn	60°08,84	20°04,86	19	L	7,02	skyddad
L-22	60°07,90	20°10,11	22	L	6,81	skyddad
Föglö	59°59,32	20°15,70	27	L	9,08	exponerad
Långnäs	60°06,15	20°19,60	27	L	4,03	exponerad
Silversdär	60°22,00	20°08,70	30	L	6,58	exponerad
Korpsdär	60°23,97	20°03,50	24	L	4,12	exponerad
Saltflyttan	60°25,64	19°46,82	28	SL	0,95	exponerad
Mextra 3	59°59,32	20°03,72	31	L	3,01	exponerad
ÅL-Järsö	60°01,81	20°01,97	22	L	12,17	skyddad
ÅL-Värdö	60°14,38	20°27,18	17,5	L	7,27	exponerad
Prästö	60°13,13	20°17,11	35	LG	7,36	skyddad
Bockholm	60°18,41	20°18,66	26	L	2,27	exponerad
Degersand	60°07,89	19°35,58	20,5	LS	0,56	exponerad

3 Metodik

Provtagningarna utfördes under tiden 20.7-23.8.2006. Provtagningspunkterna lokaliseras med hjälp av GPS-koordinater samt djup från tidigare undersökningar.

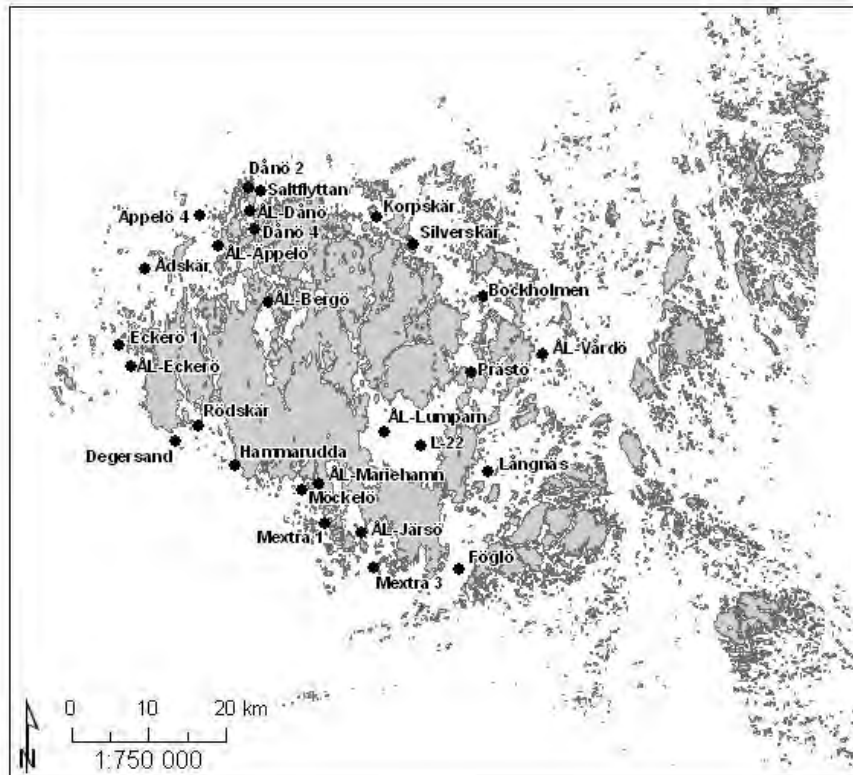
3.1 Hydrografi

Vattenprov togs i samband med bottenprovtagningarna från samtliga stationer både från ytvattnet (1 m djup) och bottenvattnet (1 m ovan botten) med en LIMNOS-vattenhämtare.

Följande fysikalisk-kemiska parametrar analyserades:

-Temperatur, °C, avlästes från vattenhämtaren direkt i fält.

-Salinitet, S ‰, mättes i laboratoriet som ledningsförmåga (mS/cm) med en Metrohm 712 Conductometer (korrigerat till 20°C). Saliniteten uträknades enligt formeln:



Figur 1. Översiktskarta över den åländska skärgården med samtliga stationer utmärkta.
 Figure 1. An overview map of the Åland archipelago with all stations outpointed.

$$S_{\text{‰}} = 0,6701x - 0,3723 \quad (x = \text{den uppmätta ledningsförmågan}).$$

-pH bestämdes i laboriet med en Metrohm 691 pH-mätare.

-Syrehalt bestämdes enligt Winkler-metoden enligt ANON. (1975 a) och omräknades till mg/l och mättnadsgrad i %.

-Totalhalter av fosfor och kväve analyserades enligt samtidig persulfatoxidering (ANON. 1975 b och KOROLEFF 1983 a, b)

-Klorofyll *a*-halt bestämdes genom filtrering av 1,0 l vatten genom Whatman GF/C glasfiberfilter. Mängden klorofyll *a* bestämdes sedan genom acetonextrahering och spektrofotometrisk analys enligt ANON. (1983).

-Siktdjupet bestämdes visuellt med en vit Secchiskiva (Ø 25 cm).

3.2 Sediment

Sedimentets kvalitet noterades i fält i samband med bottenfaunaprovtagningen. Den organiska halten i sedimentet bestämdes genom mätning av glödningsförlusten. Sedimentproven torkades 24 h i 100°C och brändes därefter i 3 h i 500°C.

3.3 Bottenfauna

Bottenfaunaprov togs med en Ekman-Birge bottenhämtare (17x17 cm; 289 cm²). På varje station togs 5 replikata hugg som sållades i fält på såll med 0,5 mm maskstorlek. Proven konserverades med koncentrerad, hexaminbuffrad 4 % formalinlösning och sorterades senare under preparations-

mikroskop. Djuren bestämdes om möjligt till artnivå, men t.ex. mygglarver, tusensnäckor och glattmaskar bestämdes till familj eller ordning. I analyserna bestämdes abundans (ind/m^2) och biomassa (g/m^2) för varje art/grupp. Östersjömusslan, *Macoma balthica*, längdmättes till närmaste millimeter.

3.4 Numerisk analys

I resultaten anges artantal, abundanser och biomassor för de olika stationerna som medelvärden per $\text{m}^2 \pm$ medeltalets medelfel; S.E. Vid beräkning av Shannon-Wieners diversitetsindex användes den naturliga logaritmen. Stationerna grupperades enligt exponeringsgrad i skyddade och exponerade lokaler enligt NORKKO & BONSDORFF (1994). För att upptäcka skillnader mellan skyddade och exponerade lokaler användes ett t-test, var p-värden $<0,05$ ansågs visa signifikanta skillnader. Bottenfaunans totalabundans, totalbiomassa och artantal jämfördes stationsvis med resultat från år 2000 (PERUS et al. 2001) genom t-test. För att vidare upptäcka skillnaden i bottenfaunasamhällets struktur mellan åren användes analyserna ANOSIM och SIMPER i programmet PRIMER (CLARKE & WARWICK 1994, CLARKE & GORLEY 2001). ANOSIM-analysen undersöker hur variationen inom året skiljer sig från variationen mellan åren. Ifall variationen inom året är mindre än variationen mellan åren har en förändring i bottenfaunans sammansättning skett. SIMPER-analysen undersöker likheter och olikheter i bottenfaunasamhällets sammansättning mellan åren, samt anger de olika arternas bidragande verkan till dissimilariteten. Vid PRIMER-analyserna användes en fjärderotstransformering av bottenfaunans abundanser.

För att få ett riktigivande värde på miljöns tillstånd i den åländska skärgården användes ett speciellt för Finlands kustvatten utarbetat index, BBI (Brackish water Benthic Index; PERUS et al. subm. ms.). BBI-indexet baserar sig på bottenfaunasamhällets struktur och diversitet och utgår från Benthic Quality Index (BQI; ROSENBERG et al. 2004), Shannon-Wieners diversitetsindex (H') med log 2-bas, bottenfaunans totalabundans (AB_{tot}) och artrikedom (S). Vid beräkningen av BBI jämförs stationens BQI- och H' -värden med den specifika kustzonens maximala värden för indexen.

$$BBI = \frac{\left[\left(\frac{BQI}{BQI_{\max}} \right) + \left(\frac{H'}{H'_{\max}} \right) \right]}{2} * \frac{\left[\left(1 - \frac{1}{AB_{tot}} \right) + \left(1 - \frac{1}{S} \right) \right]}{2}$$

Specifika maxvärden för indexen finns uträknade för de finska kustzonerna och djupintervall (PERUS et al. in press). Den finska kustens zonindelning följer VUORI et al. (2006), där Skärgårdshavets indelning i inner-, mellan- och ytterskärgård även anses motsvara förhållandena på Åland. Stationerna Ål-Bergö, Ål-Lumparn och L-22 anses vara innerskärgårdslokaler, medan Prästö befinner sig i mellanskärgårdszonen. Övriga stationer klassas som ytterskärgård. Statusbedömningen av miljökvaliteten är gjord på klassintervallgränser (hög, god, moderat, försvarlig och dålig) för BBI-värden enligt en preliminär klassificeringsmodell för bottenfauna på mjukbottnar längs den finska kusten (PERUS et al. in press).

4 Resultat

4.1 Hydrografi

Siktdjupet var vid de skyddade lokalerna $3,3 \pm 0,3$ m, med ett maximum på 4,8 m vid ÅL-Järsö och ett minimivärde på 1,7 m vid ÅL-Bergö. Vid de exponerade lokalerna varierade siktdjupet mellan 4,0 m (Rödsjär, Föglö och Bockholm) och 8,0 m (Korpsjär), med ett medeltal på $5,2 \pm 0,2$ m. Siktdjupet skiljde sig signifikant (t-test, $p < 0,001$) mellan de två grupperingarna. Temperaturen i ytvattnet skiljde sig inte mellan de skyddade och exponerade lokalerna. Den varierade från 13,1 till 21,5°C, med de lägsta temperaturerna i början av fältprovtagningen. Medeltemperaturen var $18,2 \pm 0,5$ °C, och pH-medelvärde var $8,25 \pm 0,03$. Syremättnaden översteg 100 % på alla lokaler vilket visar att ytvattnet var mättat på syre. Totalhalterna av fosfor och kväve skiljde sig inte signifikant från varandra mellan skyddade och exponerade lokaler. På de skyddade lokalerna var halterna $21,6 \pm 2,1$ µg/l för fosfor och 319 ± 21 µg/l för kväve, medan respektive halter var $17,1 \pm 1,0$ µg/l och 307 ± 11 µg/l för de exponerade lokalerna. Klorofyll a-halterna i ytvattnet skiljde sig inte heller mellan de skyddade och de exponerade lokalerna. På de skyddade lokalerna var klorofyll a-halten $3,8 \pm 0,3$ µg/l, medan halten var $3,2 \pm 0,4$ µg/l på de exponerade lokalerna.

I tab. 2 finns en sammanställning av hydrografen i bottenvattnet. Bottenvattnet visade större skillnader mellan de skyddade och de exponerade lokalerna. Signifikanta skillnader kunde konstateras i salinitet, pH, syrehalt och i syremättnaden (tab. 3). Kväve- och fosforhalterna var överlag högre på de skyddade lokalerna, medan klorofyll a-koncentrationen var högre på de exponerade lokalerna, men inga signifikanta skillnader kunde konstateras.

4.2 Bottenfauna

Bottenfaunan varierade stort mellan stationerna i såväl artantal, abundans som biomassa (tab. 4). Minst antal arter, 6, fanns vid ÅL-Dånö medan det fanns mest arter vid Hammarudda där 22 arter påträffades. Abundanserna varierade från $609,0 \pm 133,8$ ind/m² vid Prästö till $12\,242,2 \pm 2142,9$ ind/m² vid ÅL-Mariehamn. Även biomassan varierade stort från endast $5,3 \pm 1,1$ g/m² vid ÅL-Bergö till $316,5 \pm 91,2$ g/m² vid Hammarudda. Shannon-Wieners diversitetsindex visar på störst diversitet, 1,82, vid Rödsjär, medan Dånö endast har värdet 0,37.

På de skyddade lokalerna dominerades bottenfaunan av *Marenzelleria* sp. (52,7 %) och *Macoma balthica* (26,8 %). Glatmaskar (Oligochaeta) förekom också abundant (7,5 %). De exponerade lokalerna dominerades av *Marenzelleria* sp. (39,1 %), *Monoporeia affinis* (16,9 %) och *M. balthica* (14,1 %). Här förekom även musselkräftor (Ostracoda) och glattmaskar abundant (11,5 respektive 10,5 %). Arter som förekom mera på de skyddade lokalerna var *Hydrobia* sp., *Potamopyrgus antipodarum*, Chironomidae, *Chironomus plumosus* och *Nereis diversicolor*, medan arter som *Mytilus edulis*, *Saduria entomon*, *Corophium volutator*, *Harmathoe sarsi*, *Pygospio elegans* och *Halicryptus*

spinulosus förekom mera på de exponerade lokalerna. Arternas förekomst vid de olika lokalerna framgår i bilaga 1.

Tabell 2. Hydrografin i bottenvattnet vid alla stationer.

Table 2. The physical and chemical characteristics of the bottom water at all stations.

Lokal	Temp. (°C)	pH	Sal. ‰	O ₂ (mg/l)	O ₂ -mättn. (%)	Fosfor (µg/l)	Kväve (µg/l)	Chl a (µg/l)
Mextra 1	5,1	7,62	-	11,3	88,5	28	305	0,6
Möckelö	7,6	7,65	-	10,9	91,4	24	280	1,0
ÅL-Mariehamn	11,1	7,90	-	10,7	97,5	27	310	1,5
Ådskär	4,7	7,52	-	10,7	83,3	23	190	2,1
Äppelö 4	3,6	7,52	-	10,8	81,5	23	260	2,0
Hammarudda	9,0	7,70	6,37	10,7	92,8	21	250	1,0
Rödsjär	6,4	7,67	6,52	10,9	88,4	27	300	1,0
ÅL-Eckerö	5,0	7,79	6,48	11,1	87,1	23	260	0,8
Eckerö 1	4,6	7,85	6,60	11,2	86,4	28	290	0,6
Dånö 2	3,3	7,35	6,14	9,8	73,7	24	265	0,8
Dånö 4	4,2	7,24	6,05	8,7	67,0	25	280	0,9
ÅL-Dånö	5,5	7,42	6,05	8,8	69,4	18	195	1,2
ÅL-Äppelö	4,6	7,49	6,06	9,7	75,4	20	255	1,5
ÅL-Bergö	8,9	6,99	5,61	2,4	20,9	76	730	2,1
ÅL-Lumparn	12,4	7,16	5,92	3,4	32,2	31	295	1,1
L-22	12,3	7,21	5,93	4,3	39,8	31	290	0,7
Föglö	9,4	7,30	6,56	6,8	59,0	33	315	0,6
Långnäs	15,7	7,58	6,05	7,3	73,2	27	305	0,8
Silverskär	5,0	7,45	6,01	9,7	76,2	39	310	1,4
Korpskär	5,3	7,42	5,98	9,5	74,6	20	245	2,4
Saltflyttan	4,3	7,42	6,03	9,7	74,5	21	275	2,4
Mextra 3	7,8	7,36	6,52	6,8	57,5	38	300	1,0
ÅL-Järsö	9,7	7,37	6,44	6,4	56,1	44	345	0,6
ÅL-Vårdö	13,7	7,58	-	8,0	76,9	21	405	0,8
Prästö	12,2	7,54	-	7,9	73,9	25	205	1,1
Bockholm	6,0	7,39	-	8,1	65,4	20	275	0,8
Degersand	7,8	8,00	-	8,2	68,9	22	325	0,8

Tabell 3. Jämförelse av hydrografin i bottenvattnet och den organiska halten i sedimentet mellan de skyddade och de exponerade lokalerna.

Table 3. Comparison of the physical and chemical characteristics of the bottom water and the organic content of the sediment between the sheltered and the exposed stations.

	Skyddade	Exponerade	t-test (p)
Temperatur (°C)	8,8 ± 1,2	7,0 ± 0,8	0,213
pH	7,35 ± 0,09	7,57 ± 0,04	0,043
Salinitet (‰)	6,02 ± 0,10	6,29 ± 0,08	0,049
Syre (mg/l)	6,94 ± 0,99	9,52 ± 0,37	0,034
Syre mättnads-%	58,9 ± 8,0	77,8 ± 2,5	0,049
Fosfor (µg/l)	33,4 ± 5,8	25,4 ± 1,4	0,214
Kväve (µg/l)	323,9 ± 52,8	286,7 ± 10,4	0,507
Klorofyll a (µg/l)	1,10 ± 0,15	1,21 ± 0,15	0,607
Siktdjup (m)	3,3 ± 0,3	5,2 ± 0,2	<0,001
Organisk halt (%)	9,01 ± 0,66	3,89 ± 0,78	<0,001

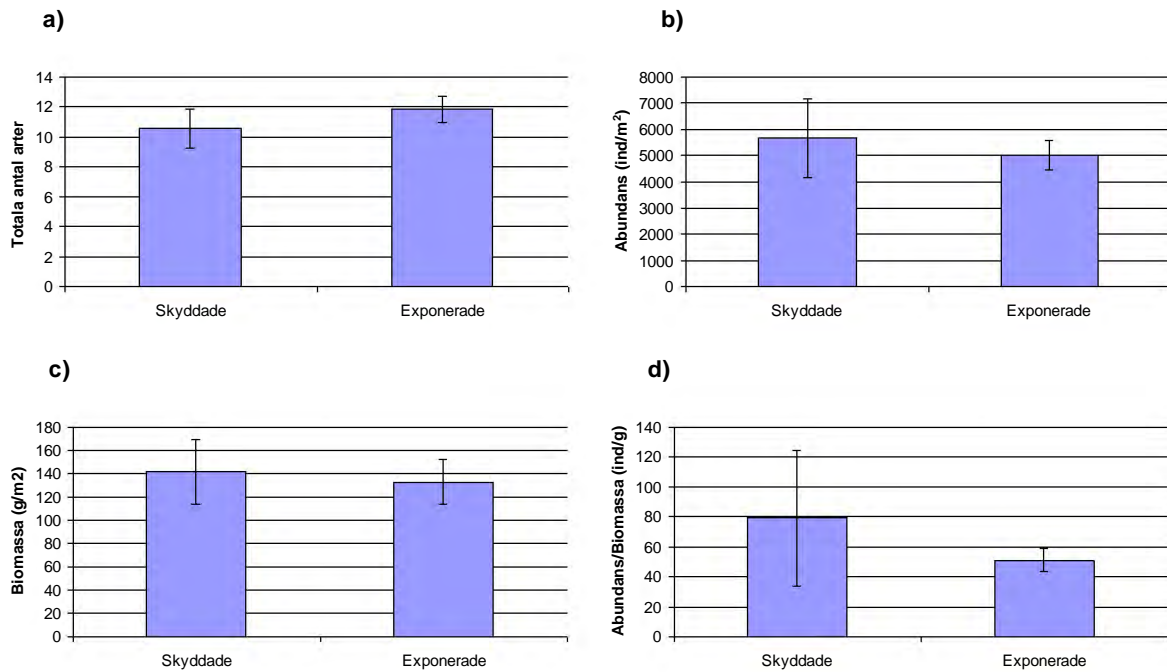
Tabell 4. Bottenfaunans artantal, totala antal arter, abundans (ind/m²), biomassa (g/m²), Shannon-Wieners diversitetsindex (H') och jämnhetskomponenten (J) vid alla stationer.

Table 4. The number of species, total amount of species, abundance, biomass, Shannon-Wiener's diversity index (H') and the evenness component (J) of the benthic fauna at all stations.

Lokal	Artantal	Σ arter	Abundans	Biomassa	H'	J
Mextra 1	9,2 ± 1,0	14	5287,2 ± 316,8	242,4 ± 27,0	1,56	0,593
Möckelö	11,0 ± 0,3	16	11591,7 ± 925,6	137,5 ± 8,0	1,58	0,570
ÅL-Mariehamn	11,6 ± 0,8	17	12242,2 ± 2142,9	264,9 ± 52,9	1,60	0,564
Ådskär	7,2 ± 0,2	9	6726,6 ± 908,2	97,1 ± 22,7	1,54	0,701
Äppelö 4	6,4 ± 0,4	10	4166,1 ± 548,5	57,5 ± 10,0	1,47	0,639
Hammarudda	12,8 ± 1,4	22	6795,8 ± 1090,4	316,5 ± 91,2	1,67	0,540
Rödsjär	9,4 ± 0,5	14	7591,7 ± 1483,5	65,3 ± 22,5	1,82	0,690
ÅL-Eckerö	6,6 ± 0,5	9	4477,5 ± 375,7	71,6 ± 15,2	1,47	0,669
Eckerö 1	8,0 ± 0,6	13	4920,4 ± 1696,5	48,0 ± 14,0	1,57	0,614
Dånö 2	9,4 ± 1,2	16	10920,4 ± 2732,9	227,4 ± 130,7	0,69	0,249
Dånö 4	5,2 ± 1,6	11	10906,6 ± 3532,5	208,5 ± 62,5	0,37	0,154
ÅL-Dånö	3,8 ± 0,5	6	2560,6 ± 816,4	174,6 ± 44,7	0,78	0,437
ÅL-Äppelö	5,2 ± 0,7	7	3128,0 ± 922,6	167,1 ± 44,3	1,03	0,530
ÅL-Bergö	3,2 ± 0,7	7	2318,3 ± 536,8	5,3 ± 1,1	0,42	0,218
ÅL-Lumparn	7,8 ± 0,6	11	3951,6 ± 543,1	112,2 ± 16,4	1,02	0,426
L-22	7,0 ± 0,5	10	5709,3 ± 467,8	130,9 ± 17,7	1,15	0,501
Föglö	7,0 ± 0,8	7	4560,6 ± 810,7	216,7 ± 48,3	1,38	0,709
Långnäs	5,6 ± 0,5	10	1308,0 ± 485,6	50,2 ± 10,1	1,51	0,654
Silversjär	6,0 ± 0,5	8	4719,7 ± 1160,3	206,0 ± 20,6	1,15	0,555
Korpsjär	5,6 ± 0,5	9	3460,2 ± 349,3	145,8 ± 18,0	1,14	0,520
Saltflyttan	6,2 ± 1,2	12	4560,6 ± 1277,6	77,2 ± 16,4	1,12	0,451
Mextra 3	6,4 ± 0,5	10	5148,8 ± 862,7	104,9 ± 11,7	1,33	0,577
ÅL-Järsö	4,8 ± 0,9	7	1806,2 ± 796,6	84,8 ± 35,1	0,99	0,507
ÅL-Vårdö	7,6 ± 1,1	15	5709,3 ± 1389,0	195,8 ± 80,1	1,26	0,444
Prästö	5,8 ± 0,6	10	609,0 ± 133,8	68,5 ± 25,7	1,73	0,753
Bockholm	6,4 ± 0,9	13	5384,1 ± 1440,2	185,3 ± 45,6	0,99	0,384
Degersand	4,4 ± 0,7	10	788,9 ± 402,8	8,7 ± 7,5	1,48	0,644

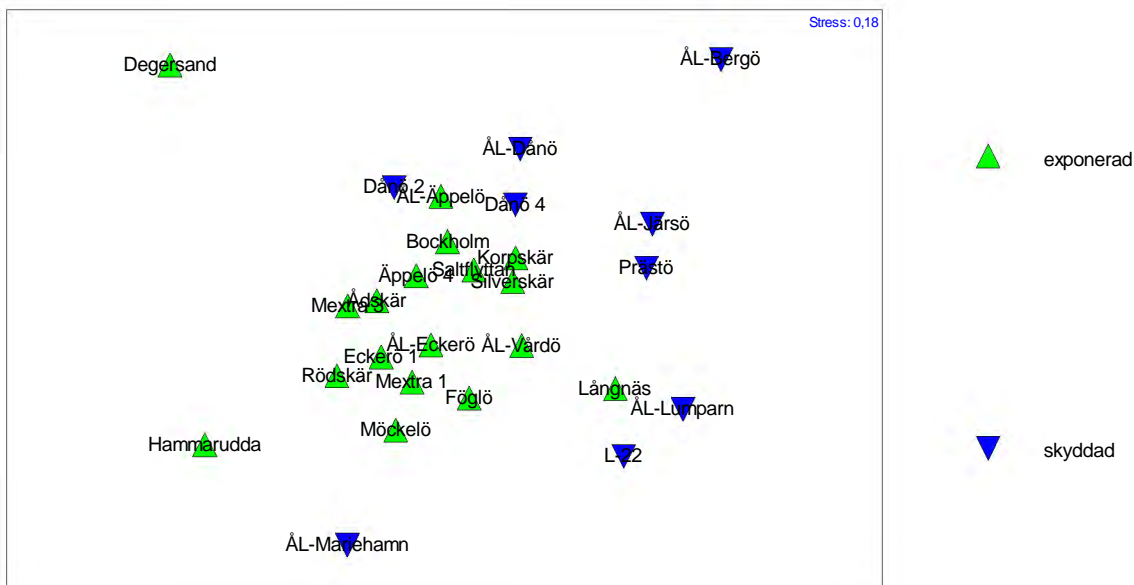
Vid jämförelse mellan skyddade och exponerade lokaler kan inga stora skillnader ses i artantalen, abundanserna eller biomassan (fig. 2). Fler arter förekom på de exponerade stationerna, medan abundanserna och biomassorna var större på de skyddade lokalerna. Men inga av dessa visade signifikanta skillnader. Kvoten av antalet individer och biomassa i gram visar att individstorleken är mindre på de skyddade lokalerna men på grund av den stora variationen mellan lokalerna skiljer sig inte värdet signifikant från de exponerade lokalerna.

Stationernas inbördes likheter och olikheter kan illustreras genom en MDS-analys (fig. 3). Stationernas relativa avstånd till varandra i figuren återspeglar hur nära varandra stationerna ligger på basen av deras bottenfaunasamhälle. Genom en klusteranalys (fig. 4) kan stationernas likheter illustreras genom det euklidiska avståndet. I analyserna faller stationerna Degersand, Ål-Bergö, Ål-Mariehamn och Hammarudda ut som mycket olika de övriga stationerna.



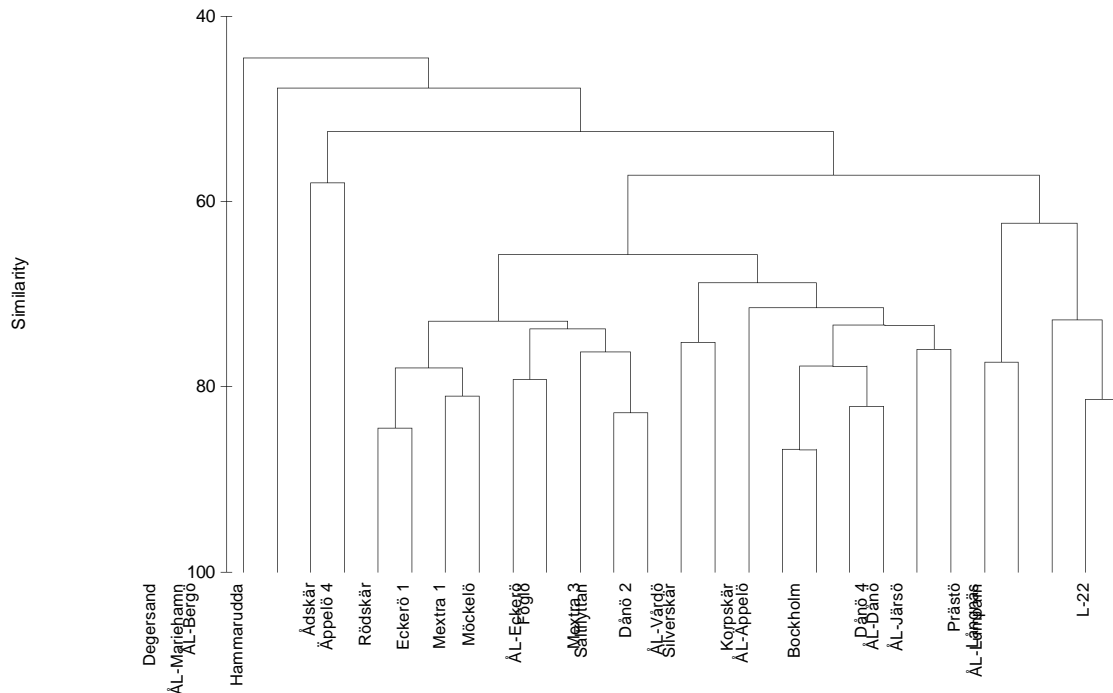
Figur 2. Bottenfaunans a) totala artantal, b) abundans, c) biomassa samt d) förhållandet mellan abundans och biomassa på de skyddade respektive exponerade lokalerna. Värdena anger stationernas medeltal \pm medelfel.

Figure 2. a) Total number of species, b) abundance, c) biomass and d) the abundance/biomass ratio on the sheltered and exposed stations. Stations mean values \pm standard error.



Figur 3. En MDS-analys (stress 0,18) som visar stationernas relativa likhet utgående från bottenfaunans sammansättning. Stationerna är indelade enligt exponering i skyddade (▼) och exponerade (▲) lokaler.

Figure 3. A MDS-plot (stress 0,18) showing the relative similarities between the stations based on the benthic fauna abundances. The stations are divided in sheltered (▼) and exposed (▲) stations.

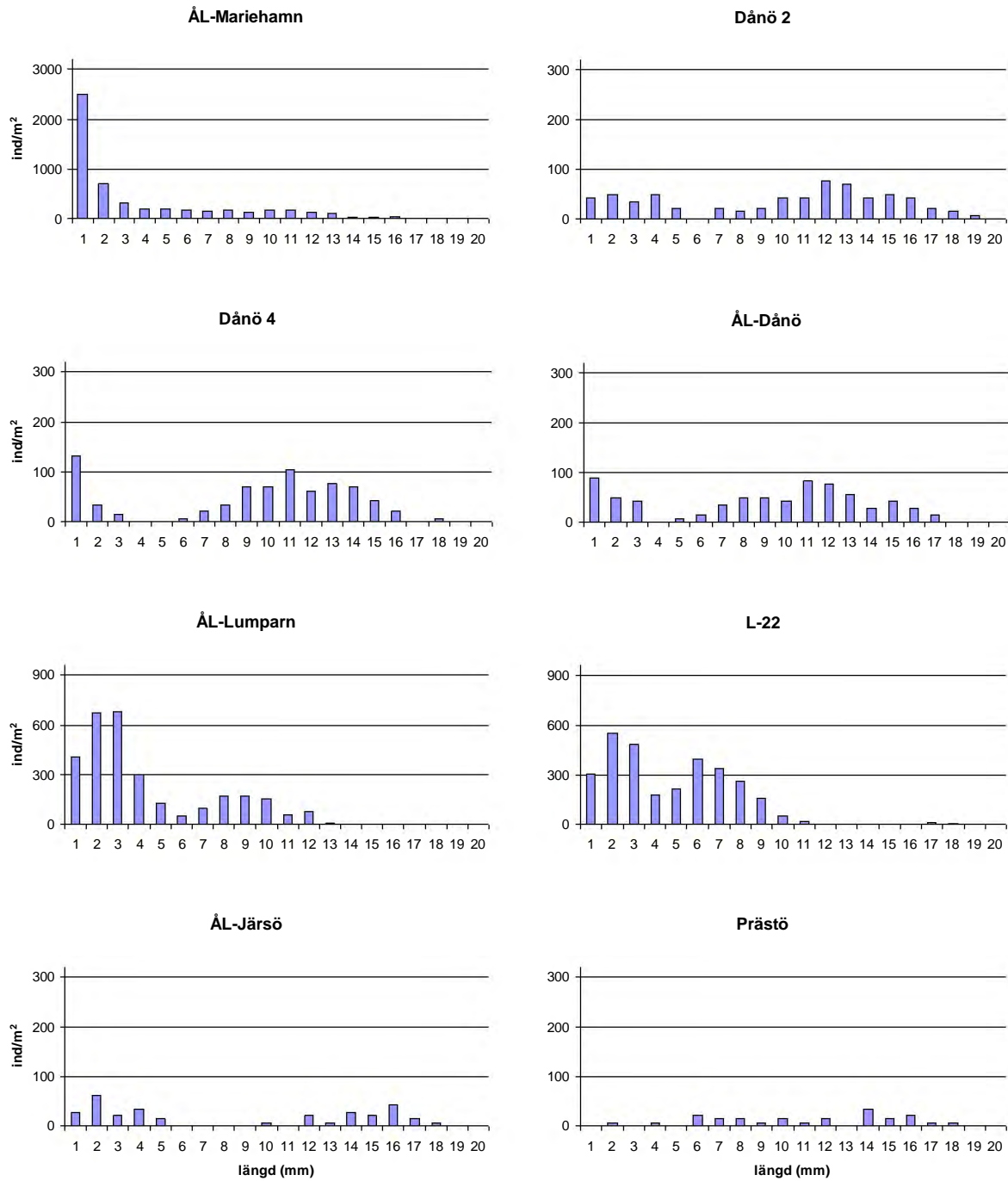


Figur 4. Ett dendrogram över klusteranalysen baserat på bottenfaunasamhällets abundanser. Stationerna länkas samman genom ökat euklidiskt avstånd, där gruppernas medeltal använts för att förena grupperna.

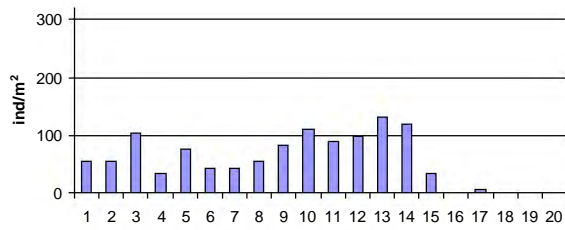
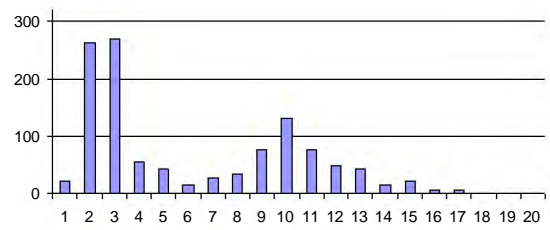
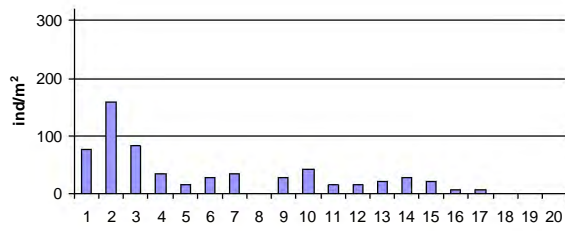
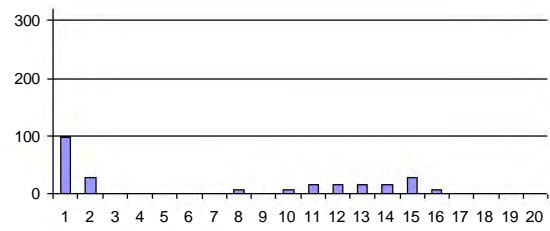
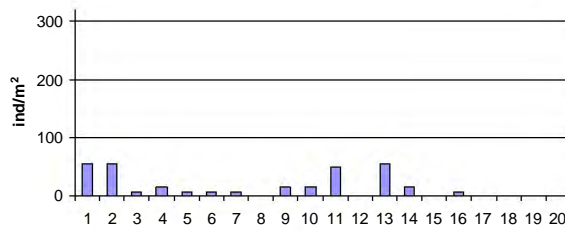
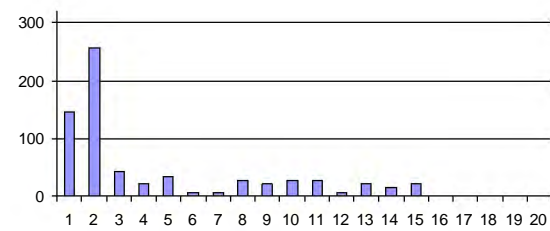
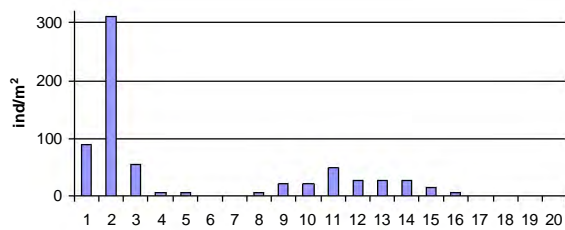
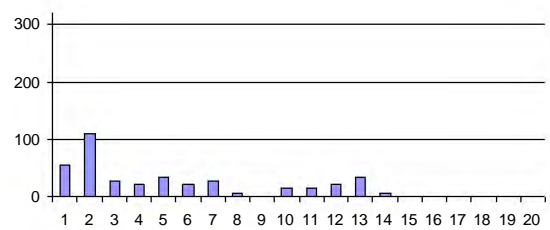
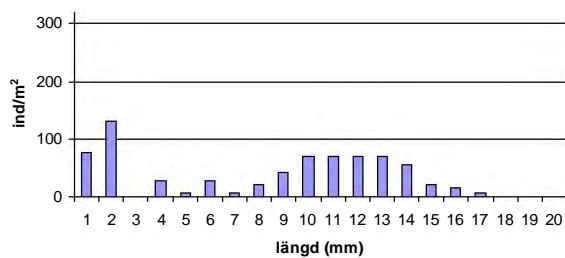
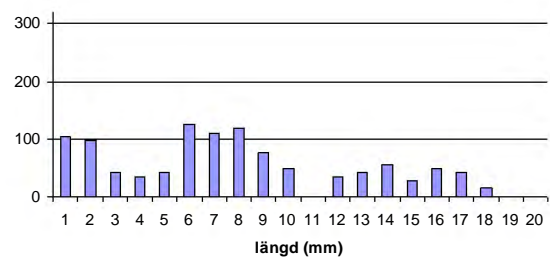
Figure 4. A dendrogram showing the clustering of stations based on the benthic fauna abundances. The clusters are linked together by using the group average Euclidian distance.

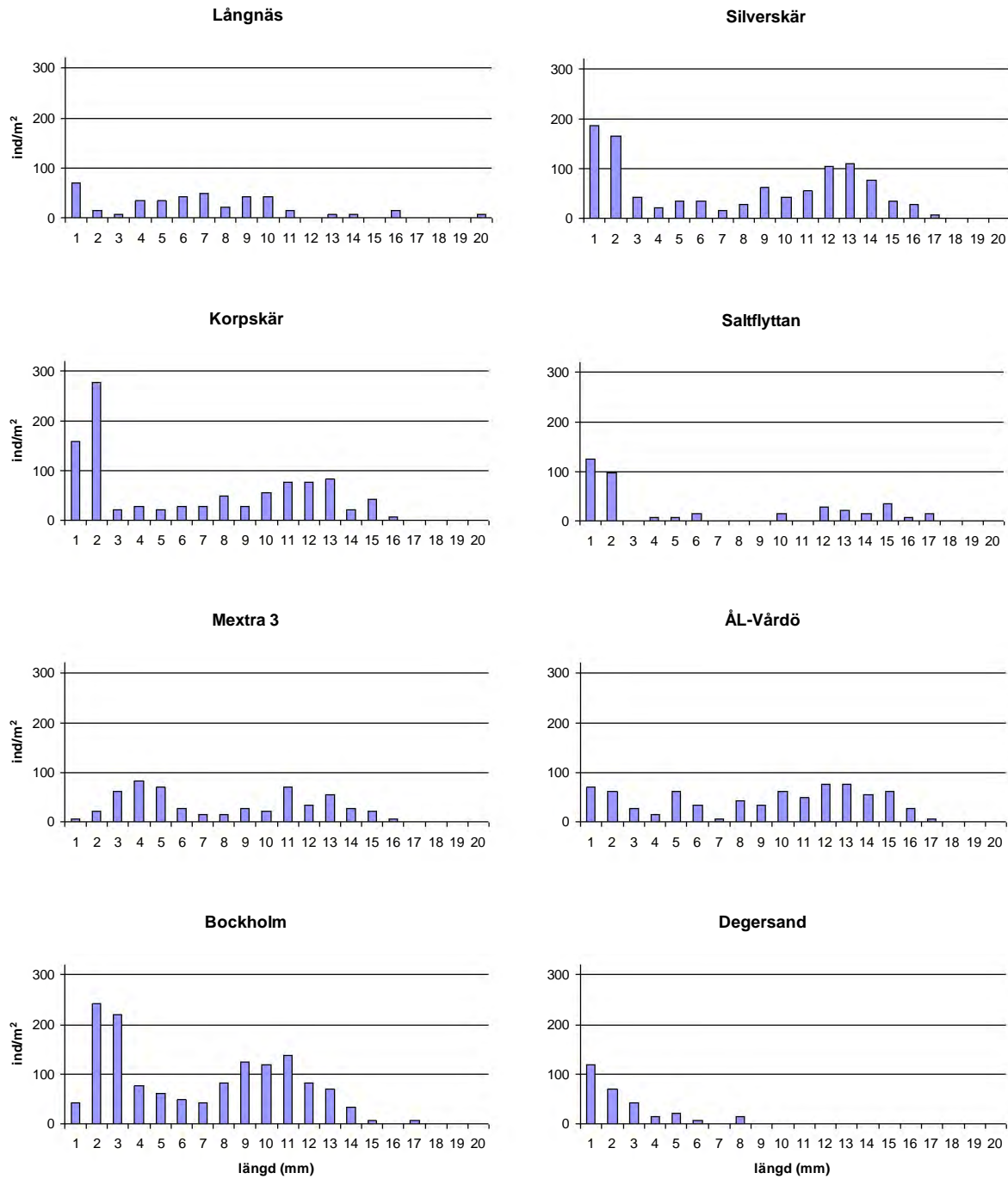
4.3 Östersjömusslans, *Macoma balthica*, längdfördelning

Östersjömusslans storleksfördelning ger en bild av populationsstrukturen på lokalen. Samtidigt kan man även följa med rekryteringsframgången och överlevnaden hos musslan. Ett naturligt längdfördelningsmönster visar förekomst av både små och stora musslor med avtagande mängd stora musslor. I fig. 5 och 6 visas östersjömusslans längdfördelning på de skyddade respektive exponerade lokalerna. De flesta stationer visar en förekomst av såväl små som stora musslor, men mängden medelstora musslor (4-8 mm) är låg, vilket tyder på ett år av sämre rekrytering. Östersjömusslan växer normalt 2-3 mm/år, vilket betyder att den svaga rekryteringen ägde rum för två år sedan, d.v.s. 2004. Vid stationen ÅL-Bergö förekom inga östersjömusslor och vid Degersand förekom var alla musslor <9 mm. Stationen ÅL-Mariehamn avviker från de andra stationerna med en mycket stark rekrytering och stor mängd musslor av längdklassen 1 mm.



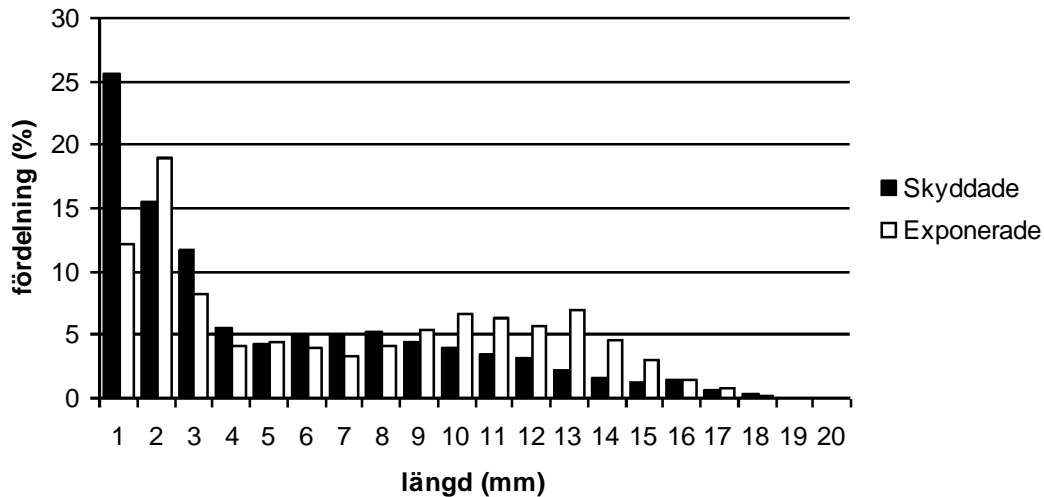
Figur 5. Östersjömusslans längdfördelning på de skyddade lokalerna. Observera skillnader i y-axeln.
 Figure 5. The length distribution of *Macoma balthica* at the sheltered stations. Note the differences in the y-axis.

Mextra 1**Möckelö****Ådskär****Äppelö 4****Hammarudda****Rödsjär****ÅL-Eckerö****Eckerö 1****ÅL-Äppelö****Föglö**



Figur 6. Östersjömusslans längdfördelning vid de exponerade lokalerna.
 Figure 6. The length distribution of *Macoma balthica* at the exposed stations.

En jämförelse av östersjömusslans längdfördelning på de skyddade och de exponerade lokalerna visar att rekryteringen är bättre på de skyddade lokalerna (fig. 7). Däremot är andelen adulta individer högre på de exponerade lokalerna. Totalt sett är längdfördelningsmönstret balanserat.



Figur 7. Jämförelse av den procentuella längdfördelningen hos östersjömusslan mellan skyddade och exponerade lokaler.

Figure 7. A comparison of the length distribution of *Macoma balthica* at the sheltered and exposed stations.

4.4 Jämförelse mellan åren 2000 och 2006

I det följande avsnittet presenteras förändringar på stationer gemensamma för åren 2000 och 2006. Totalt sett har det skett en signifikant ($p < 0,001$) ökning av bottenfaunans abundanser från 3465 till 5404 ind/m² och en signifikant ($p < 0,05$) minskning i biomassan från 172 till 132 g/m². Artantalet har hållits relativt konstant mellan åren. Noggrannare uppgifter om bottenfaunans abundanser och biomassor vid de jämförda stationerna samt t-testens p-värden finns i bilaga 2. I bilaga 3 framgår R- och p-värdena från ANOSIM-analyserna.

Vid Mextra 1 visar totalabundansen och totalbiomassan för bottenfaunan en signifikant ökning på 0,05-nivå. ANOSIM-analysen mellan 2000 och 2006 visar ett R-värde på 0,816 vilket är signifikant på 0,01-nivå. SIMPER-analysen ger en dissimilaritet på 37,6 % mellan åren, av vilket 16,4 % förklaras av ökningen av *Monoporeia affinis* och 14,3 % av ökningen av *Marenzelleria* sp.

Vid Möckelö har såväl totalabundansen, totalbiomassan som artantalet ökat signifikant. Bottenfaunan skiljer sig även signifikant ($p < 0,01$) mellan åren 2000 och 2006 i ANOSIM-analysen. Här förklaras skillnaden till 23,6 % av ökningen av *M. affinis*.

Totalabundansen vid Ål-Mariehamn har ökat signifikant ($p < 0,05$) från år 2000 till 2006. R-värdet i ANOSIM är 0,488 ($p < 0,01$). Här förklaras skillnaden i bottenfaunasamhällets struktur genom ett ökat antal snäckor. *Potamopyrgus antipodarum* står för 11,4 % och *Bithynia tentaculata* för 10,8 % av skillnaden.

Vid Ådskär har totalabundansen och artantalet för bottenfaunan ökat signifikant ($p < 0,01$). Totalbiomassan har minskat, men inte signifikant. Ådskärs bottenfauna skiljer sig helt ($R=1$) mellan åren i ANOSIM-analysen. Dissimilariteten är enligt SIMPER-analysen 47,4 %, och förklaras till 25,2 %

av en ökning av *Marenzelleria* sp., 14,3 % av en ökning av ostracoder och till 11,9 % av en ökning av *M. affinis*.

Inga signifikanta skillnader kunde observeras i totalabundans, totalbiomassa eller artantal vid Äppelö4. ANOSIM-analysen ($R=0,636$, $p<0,01$) visar dock att bottenfaunans sammansättning förändrats mellan åren. Förändringen mellan åren 2000 och 2006 kan till 26,0 % förklaras av en ökning av *Marenzelleria* sp. och 19,3 % av en ökning av oligochaeter.

Vid Rödsjär kan en signifikant ($p<0,05$) ökning av totalabundansen ses. Bottenfaunasammansättningen skiljer sig mellan åren på 0,05-nivå ($R=0,536$). SIMPER-analysens dissimilaritet var 36,2 % och förklarades till största delen (20,1 %) av en ökning av *Marenzelleria* sp.

Vid Ål-Eckerö ses inga skillnader i totalabundans eller artantal, men bottenfaunans totalbiomassa har ökat signifikant ($p<0,01$). I ANOSIM-analysen erhöles ett R-värde på 0,740 ($p<0,01$). Skillnaden mellan åren förklaras till 35,8 % av en ökning av *Marenzelleria* sp. och till 14,6 % av en minskning av *M. affinis*.

På station Eckerö 1 har totalbiomassan minskat ($p<0,01$), medan totalabundansen och artantalet är så gott som oförändrade. Bottenfaunans sammansättning har förändrats från år 2000 till 2006 ($R=0,500$, $p<0,01$). Förändringen beror till 17,4 % på en ökning av *Marenzelleria* sp. och till 12,3 % på en minskning av ostracoder.

Vid Dånö 2 har totalabundansen ökat markant från ca 2500 ind/m² till över 10 000 ind/m² ($p<0,05$). Trots detta har totalbiomassan minskat. ANOSIM-analysen visar förändringar i bottenfaunan på 0,05-nivå ($R=0,348$). Här förklaras SIMPER-dissimilariteten till 26,6 % av ett ökat antal *Marenzelleria* sp.

Trots en stor ökning i totalabundansen (ca 3000 till över 10 000 ind/m²) vid Dånö 4 är förändringen inte signifikant. R-värdet i ANOSIM-analysen är 0,760 ($p<0,01$). Här beror skillnaderna mellan åren på en ökning av *Marenzelleria* sp. (bidrar med 16,5 %) samt en minskning av *M. affinis* (bidrar med 12,7 %).

Vid Ål-Dånö har såväl totalabundansen, totalbiomassan som artantalet minskat signifikant. Totalabundansen har minskat på 0,05-nivå, totalbiomassan på 0,01-nivå och artantalet på 0,001-nivå. Ål-Dånö har ett högt R-värde (0,972) och skiljer sig signifikant ($p<0,01$) mellan åren 2000 och 2006. Förändringen i bottenfaunasamhället beskrivs till 21,1 % av en minskning i antalet ostracoder och till 12,2 % av lägre abundanser av *P. antipodarum*.

Vid Ål-Äppelö har totalabundansen ökat något, men en signifikant ($p<0,05$) minskning av totalbiomassan har skett. Bottenfaunasamhället på Ål-Äppelö ser olika ut år 2006 jämfört med år 2000 ($R=0,976$, $p<0,01$). Här förklaras skillnaderna till 27,2 % av en ökning av *Marenzelleria* sp., medan en minskning av oligochaeter och *M. affinis* förklarar 16,4 respektive 13,6 %.

En nedgång i såväl totalabundans, totalbiomassa och artantal noteras vid Ål-Bergö, om än endast totalabundansen skiljer sig signifikant ($p < 0,01$). Bottenfaunasamhället har också enligt ANOSIM-analysen förändrats signifikant från år 2000 till 2006 ($R = 0,904$, $p < 0,01$). Skillnaderna beror främst (33,8 %) på en minskning av *P. antipodarum* och oligochaeter (22,0 %).

Totalabundansen av bottenfauna har minskat ($p < 0,05$) vid Föglö-stationen. Totalbiomassan har ökat något medan artantalet är oförändrat. Föglö har år 2006 ett avvikande bottenfaunasamhälle jämfört med år 2000 ($R = 0,864$, $p < 0,01$). Här förklaras skillnaderna till 18,6 % av en minskning av *M. affinis*, medan ökningen av *Marenzelleria* sp. bidrar med 15,5 % till förändringen.

Vid Långnäs har totalabundansen, totalbiomassan och artantalet minskat, men endast artantalet visar en signifikant skillnad ($p < 0,05$) genom att ha minskat från i medeltal 9,0 till 5,6 arter. ANOSIM-analysens R-värde på 0,556 vilket är signifikant på 0,01-nivå. Förändringen i bottenfaunasamhället här förklaras av minskade abundanser av snäckorna *P. antipodarum* och *Hydrobia* spp. Dessa bidrar med 13,9 respektive 13,1 % till skillnaderna. Även slammärlan, *Corophium volutator* har minskat och bidrar med 11,6 % till förändringen.

Vid Silverskär har, trots en stor ökning av totalabundansen, inga signifikanta skillnader i totalabundans, totalbiomassa eller artantal skett, men en förändring i bottenfaunasamhället kan ses sedan år 2000. R-värdet är 0,816 vilket är signifikant på 0,01-nivå. Förändringen förklaras till 28,8 % av en ökning av *Marenzelleria* sp., medan minskade abundanser av ostracoder och *M. affinis* förklarar 12,4 respektive 10,4 % av förändringen.

Korpskär visar år 2006 en signifikant ($p < 0,05$) ökning av totalabundansen. Inga nämnvärda förändringar har skett i totalbiomassa eller artantal. ANOSIM visar förändringar i bottenfaunasamhället mellan åren 2000 och 2006 ($R = 0,820$, $p < 0,01$). Orsaken till förändringen förklaras främst (37,6 %) av en ökning av *Marenzelleria* sp. på stationen.

Trots en stor ökning av totalabundansen, kan inga signifikanta skillnader i totalabundans, totalbiomassa eller artantal upptäckas vid Saltflyttan. Bottenfaunasamhället har dock förändrats signifikant mellan åren 2000 och 2006 ($R = 0,825$, $p < 0,01$). Förändringen kan förklaras genom en ökning av *Marenzelleria* sp. och oligochaeter (bidrar med 22,9 respektive 17,6 %), medan *M. affinis* minskat och bidrar med 13,6 % till förändringen mellan åren.

Totalabundansen av bottenfauna vid Mextra 3 visar en ökning från 2201 till 5149 ind/m², vilket är signifikant på 0,05-nivå. Totalbiomassan har minskat en aning, men ingen skillnad kan ses i artantalet. ANOSIM-analysens R-värde är 0,772 vilket ger en signifikant förändring på 0,01-nivå. Denna förändring förklaras till 26,2 % av en rikligare förekomst av *Marenzelleria* sp. Även *M. affinis* har ökat och bidrar med 12,2 % till förändringen i bottenfaunasamhället, medan oligochaeterna minskat (bidrar med 10,7 %).

Vid Ål-Järsö har inga märkbara skillnader i totalabundans eller totalbiomassa skett mellan åren 2000 och 2006. En minskning i artantalet kan ses, men skillnaden är inte signifikant. R-värdet på 0,508

($p < 0,01$) visar på förändringar i bottenfaunasamhället mellan åren. Förändringen beror på en ökning av *Marenzelleria* sp. (bidrar med 19,4 % till förändringen) och en minskning av ostracoder och *Macoma balthica*, vilkas bidrag till förändringen är 14,2 respektive 12,1 %.

Inga förändringar i totalabundans, totalbiomassa eller artantal av bottenfauna kan påvisas vid Ål-Vårdö, men bottenfaunasamhället har förändrats signifikant ($R=0,920$, $p < 0,01$) på stationen. En minskning av *Mytilus edulis* och *Hydrobia* spp. förklarar 19,3 respektive 15,2 %, medan ökningen av *Marenzelleria* sp. står för 11,4 % av förändringen.

Vid Bockholm kunde inga signifikanta skillnader i varken totalabundans, totalbiomassa, artantal eller bottenfaunasamhällets struktur påvisas mellan åren 2000 och 2006. SIMPER-analysen visade en dissimilaritet på 35,0 % mellan åren, vilken till största delen beror på ökningen av *Marenzelleria* sp. på stationen.

Vid Degersand har såväl totalabundans, totalbiomassa som artantal minskat sedan år 2000. Trots stora skillnader i medelvärdena kan endast artantalet konstateras att ha minskat signifikant ($p < 0,05$). Bottenfaunasamhället visar signifikanta även förändringar från år 2000 till 2006. Förändringen förklaras främst av minskade abundanser av *M. edulis*, oligochaeter och ostracoder. *M. edulis* står för 19,2 % av förändringen, oligochaeterna för 12,7 % och ostracoderna för 10,1 %.

4.5 Klassificering enligt BBI-indexet

Enligt den preliminära klassificeringen av stationernas miljöstatus enligt BBI-indexet fås ett resultat där förhållandena vid stationerna varierar från försvarlig till hög status (se bilaga 2). Försvarlig status har stationerna Dånö 4, Ål-Dånö och Ål-Bergö. Moderat status har Dånö 2, Ål-Äppelö, L-22, Silverskär, Korpskär, Saltflyttan, Ål-Järsö och Bockholm. God status har Ål-Mariehamn, Äppelö 4, Ål-Eckerö, Ål-Lumparn, Långnäs, Ål-Vårdö och Degersand, medan de övriga stationerna dvs. Mextra 1, Möckelö, Ådskär, Hammarudda, Rödkär, Eckerö 1, Föglö, Mextra 3 och Prästö visar hög ekologisk status.

5 Diskussion

Eutrofieringen av Östersjön har pågått sedan 1960-talet. Övergödningens effekter på Östersjöns ekosystem har varit objekt för många undersökningar (t.ex. BONSDORFF et al. 1997a, b, LUNDBERG 2005). Trots att utsläppen av näringsämnen nu minskat, har näringshalterna i vattnet inte minskat i samma takt på grund av recirkulering av näringsämnen. Höga näringshalter leder till stor primärproduktion och hög sedimentation av organiskt material. Ökad tillgång till organiskt material på botten ökar produktionen av bottenfauna men ökar samtidigt även syreförbrukningen vid nedbrytningen av materialet. Detta kan leda till syrefattiga förhållanden på bottenarna, något som har stor inverkan på bottenfaunan. Helt syrefria bottenar noterades inte i denna undersökning men ställvis, främst på de skyddade stationerna, var syrehalterna i bottenvattnet låga. Inga skillnader i näringshalterna kunde noteras mellan de skyddade och exponerade lokalerna. Detta kan ses som ett tecken på att de lokala belastningskällorna i den inre skärgården har minskat.

Bland annat totalfosfor- och klorofyll *a*-halter i ytvattnet används av Finlands miljöcentral som parametrar vid vattenkvalitetsbedömning i havsvatten. Gränsvärdena för totalfosforhalterna är: utomordentlig <12 µg/l, god 13-20 µg/l, nöjaktig 20-40 µg/l, försvarlig 40-80 µg/l och dålig >80 µg/l. För klorofyll *a*-halterna är samma klassificering <2, 2-4, 4-12, 12-30 och >30 µg/l (ANON. 1988). Baserat på detta kan vattenkvaliteten betecknas som utomordentlig vid ÅL-Eckerö, Korpskär och Saltflyttan. För stationerna Ådskär, Äppelö 4, Eckerö 1 och Silverskär visar klorofyll *a*-värdena på utomordentlig vattenkvalitet, men totalfosforhalterna visar på god vattenkvalitet. Övriga stationer faller inom grupperna god eller nöjaktig. De uppmätta halterna visar dock endast en ögonblicksbild av situationen, och för en noggrannare klassificering behövs flera provtagningsomgångar under hela säsongen, eller enligt EU:s vattenramdirektiv att man använder ekologiska bedömningsgrunder vid klassificeringen av miljöns tillstånd.

Vid de grafiska analyserna av stationernas similaritet (fig. 3 & 4) föll stationerna Degersand, Ål-Bergö, Hammarudda och Ål-Mariehamn ut som från de övriga stationerna klart avvikande. Degersand och Ål-Bergö hade låga totalabundanser och totalbiomassor av bottenfauna. Skillnaden mellan dessa stationer ligger i avsaknaden av *M. balthica* och stor andel chironomider och oligochaeter vid Ål-Bergö, något som även beror på stationernas läge. Degersand ligger väldigt exponerat i ytterskärgården, medan Ål-Bergö ligger skyddat i innerskärgården. Hammarudda faller ut med sitt höga artantal och höga abundanser av blåmusslan *Mytilus edulis*. Ål-Mariehamn skiljer sig från de övriga stationerna i och med att stationen ligger i Västerhamnen i Mariehamn där vattenmassan omblandas helt flera gånger i dygnet som följd av passagerarfärjorna som anländer hamnen. Mängden *M. balthica*, främst juveniler, var även mycket större här än på de övriga stationerna. I övrigt faller resten av stationerna rätt nära varandra, men en skillnad mellan exponerade och skyddade stationer kan ändå ses.

Den tydligaste förändringen i bottenfaunasamhället är den kraftiga ökningen av rovborstmasken *Marenzelleria* sp. *Marenzelleria* sp. är en nordamerikansk invandrarart som troligen kommit till Europa med barlastvatten. Arten observerades för första gången i Östersjön år 1985 (BICK & BUCKHARDT 1989), och vid Hangö udd i Finska viken år 1990 (NORKKO et al. 1993). Den har sedan den för första gången påträffats på Åland 1993 (NORKKO & BONSDORFF 1994) snabbt etablerat sig och spritt sig över hela den åländska skärgården. Efter ströfynden i undersökningen år 1994, förekom *Marenzelleria* sp. på 70 % av stationerna och abundanserna steg ställvis över 1000 ind/m² år 2000 (PERUS et al. 2001). På flera stationer har den tiodubblat sin abundans sedan år 2000 och är den mest förekommande arten på 19 stationer i denna undersökning. Endast på fyra stationer utgjorde arten <20 % av det totala individantalet. Dess individtäthet varierade från 41,5 ± 12,9 till 9958,5 ± 3249,1 ind/m², med ett medeltal på 2302,3 ± 443,9 ind/m². Av det totala antalet individer av alla arter på alla stationer var 44,0 % *Marenzelleria* sp., medan 4,9 % av den totala biomassan utgjordes av *Marenzelleria* sp. *Marenzelleria* sp. var den största förklarande faktorn till olikheterna mellan åren 2000 och 2006 på 14 av 23 jämförda stationer och var den främsta förklaringen till ökningen i bottenfaunans totalabundans.

Marenzelleria sp. har etablerat sig snabbt i Östersjön och kan inverka såväl på biodiversiteten som på bottenfaunasamhällets funktionalitet (KOTTA et al. 2001). Vid experimentella undersökningar har *Marenzelleria* sp. påvisats minska överlevnaden av *Nereis diversicolor* (KOTTA et al. 2001). *Marenzelleria* sp. har även experimentellt påvisats inverka negativt på tillväxten av vitmärlan *Monoporeia affinis* (KOTTA & ÓLAFSSON 2003), och kan även påverka utbredningsmönstret av vitmärlan (NEIDEMAN et al. 2003). Vid experiment undersökande interaktioner mellan *Marenzelleria* sp. och östersjömusslan *Macoma balthica* påvisades att *M. balthica* gynnas av *Marenzelleria* sp., troligen på grund av högre klorofyll *a*-halter vid närvaro av *Marenzelleria* sp., medan *Marenzelleria* sp. påverkas negativt av östersjömusslan (KOTTA et al. 2001). Detta kan förklara att förekomsten av *Marenzelleria* sp. var lägre i Lumparn, där det fanns ett starkt bestånd av *M. balthica*.

Vitmärlan, *Monoporeia affinis*, är en föroreningskänslig amfipod som främst lever på mjukbotten djupare än 10 m. *M. affinis* hör oftast till de mest abundanta arterna i sin biotop. Arten har minskat som följd av eutrofieringen och syrefria botten. Även konkurrensen från *Marenzelleria* sp. tros påverka amfipoden negativt (KOTTA & ÓLAFSSON 2003, NEIDEMAN et al. 2003). I denna undersökning har *M. affinis* totalt sett ökat även om variationen mellan stationerna är stor. Detta tyder på förbättrade förhållanden på bottenarna, vilket även avspeglar förbättrade förhållanden i vattenmiljön överlag. Att både *Marenzelleria* sp. och *M. affinis* ökat på flera stationer visar att de experimentellt påvisade konkurrensförhållandena mellan arterna inte helt överstämmer med de naturliga förhållandena.

Östersjömusslan, *Macoma balthica*, är en nyckelart som ofta dominerar mjukbottensamhället i norra Östersjön. Östersjömusslan är tolerant mot eutrofiering och tål låga syrehalter. Vid låga syrehalter tvingas ändå musslan upp till sedimentytan vilket gör den mer utsatt för predation (TALLQVIST 2001). *M. balthica* har totalt sett minskat i abundans i årets undersökning jämfört med år 2000. En minskning i abundansen av *M. balthica* har stor betydelse på bottenfaunas totala biomassa, eftersom östersjömusslan starkt bidrar till biomassan. Störst har minskningen varit på de skyddade stationerna. Ett undantag är station Ål-Mariehamn där musslan ökat i abundans tack vare en mycket stark rekrytering. Trots nedgången i abundansen ser beståndet av östersjömussla ut att må bra med god rekrytering och god överlevnad av de adulta individerna.

Europeiska unionens vattenramdirektiv ställer krav på att alla vattenförekomster skall uppnå minst god miljöstatus före år 2015. Klassificeringen av vattenmiljön ska ske på ekologiska grunder, och bland de ekologiska parametrarna som kan återspegla miljökvaliteten bra finns bottenfaunan. För att utgående från bottenfaunasamhällets struktur kunna bestämma miljökvaliteten har flera metoder utvecklats. Specifikt för Östersjöns, och därmed alla finska kustvattens förhållanden har BBI-indexet utvecklats för att ge ett mått på miljökvalitet utgående från mjukbottenfaunan. Klassgränserna för bedömningen av vattenkvaliteten i hög, god, moderat, försvarlig och dålig har inte fastslagits slutgiltigt och därför bör resultaten i denna undersökning endast ses som riktgivande. Resultaten här visar att de södra delarna av Ålands ytterskärgård uppvisar hög eller god ekologisk status, medan statusen sjunker mot de norra delarna samt mer skyddade innerskärgårdsområden. Även om denna klassificering än så länge

endast kan ses som riktgivande visar den nog på de mest akuta områdena i fråga om att uppnå minst god vattenkvalitet före år 2015. Att miljökvaliteten sjunker mot innerskärgården beror på närheten till belastningskällorna samt det begränsade vattenombytet i dessa områden. Den låga miljöstatusen som BBI-indexet visar i de norra delarna av den åländska ytterskärgården ter sig överraskande eftersom den mänskliga påverkan här har varit liten. Detta visar på vikten att använda specifika jämförelsevärden för olika kustområden.

6 Konklusioner

De största förändringarna i bottenfaunasamhället i den åländska skärgården sedan år 2000 är ökningen av rovborstmasken *Marenzelleria* sp. Den förekommer nu över hela skärgården och är på många ställen den dominerande arten i bottenfaunasamhället. *Marenzelleria* sp. har trots sin stora ökning ändå inte märkbart utkonkurrerat någon art, utan kan ses som ett tillskott i bottenfaunasamhället.

Ökningen av den föroreningskänsliga vitmärlan, *Monoporeia affinis*, kan ses som ett tecken på att bottenfaunan mår bättre.

Ökningen i bottenfaunans totalabundans beror på ökat individantal av *Marenzelleria* sp. och *M. affinis*. Nedgången i totalbiomassan beror däremot på en minskning av östersjömusslan, *M. balthica*.

Miljöns tillståndsklassificering med hjälp av BBI-indexet visar att en stor del av den åländska ytterskärgården befinner sig i god eller hög ekologisk status. Men jämförelsevärden specifika för den åländska skärgården bör ännu utarbetas för att detta verktyg skall kunna användas optimalt.

7 Referenser

- ANON. 1975 a. Veteen liuenneen hapen titrimetrinen määrittys. Finsk standard SFS 3040.
- ANON. 1975 b. Veden typen määrittys peroxidsulfaattihapetuksen jälkeen. Vesihallinnon tieteellinen neuvottelukunta. INSTA-VH 27.
- ANON. 1983. Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittys. Asetoniuutto. Spektrofotometrinen menetelmä. Finsk standard SFS 3013.
- ANON. 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 20. Valtion painatuskeskus, Helsingfors. 48 s.
- ANON. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning, L 327/1. 72 s.
- BICK, A. & R. BUCKHARDT, 1989. Erstnaweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum. Mitt. Zool. Mus. Berl. 65: 237-247.

- BLOMQVIST, E.M. & E. BONSDORFF, 1986. Spatial and temporal variations of benthic macrofauna in a sandbottom area on Åland, northern Baltic Sea. *Ophelia*, Suppl. 4: 27-36.
- BONSDORFF, E. 1988. Zoobenthos and problems with monitoring; an example from the Åland area. *Kieler Meeresforsch.*, Sonderh. 6: 85-98.
- BONSDORFF, E., K. AARNIO & A. LINDELL, 1990. Bottenfauna och hydrografi i den åländska skärgården 1973-1990: Mariehamn och Eckerö 1990, samt en totalanalys av den faståländska skärgården i relation till eutrofiering. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 75, 31 s.
- BONSDORFF, E., K. AARNIO & E. SANDBERG, 1991. Temporal and spatial variability of zoobenthic communities in the archipelago waters of the Northern Baltic Sea – consequences of eutrofication? *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76: 433-449.
- BONSDORFF, E., E.M. BLOMQVIST, J. MATTILA, A. NORKKO, 1997a. Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanologica Acta*, 20: 319-329.
- BONSDORFF, E., E.M. BLOMQVIST, J. MATTILA, A. NORKKO, 1997b. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44: 63-72.
- BONSDORFF, E., A.O. LAINE, J. HÄNNINEN, I. VUORINEN & A. NORKKO, 2003. Zoobenthos of the outer archipelago waters (N. Baltic Sea) – the importance of local conditions for spatial distribution patterns. *Boreal Env. Res.* 8: 135-145.
- CLARKE, K.R. & R.N. GORLEY, 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial. Primer-E, Plymouth. 91 s.
- CLARKE K.R. & R.M. WARWICK, 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth. 144 s.
- ERIKSSON, J. & E. LEPPÄKOSKI, 1983. Bottenfaunan på Ål-stationerna i den åländska skärgården. Husö biol. stat. Forskn. rapp. till Ålands landskapsstyrelse. Nr 32, 17 s.
- HELMINEN, O. 1974. Bottenfaunan i den åländska skärgården I-IV. Specialarbete för bilaudatur i allmän biologi, ekologisk linje, Åbo Akademi. 94 s.
- KOROLEFF, F. 1983 a. Determination of total nitrogen after persulphate oxidation. I: Grasshof, K., M. Ehrhardt & K. Kremlin (eds.). *Methods of seawater analyses*. Verlag Chemie, Weinheim. s. 164-169.
- KOROLEFF, F. 1983 b. Determination of total phosphorus by alkaline persulphate oxidation. I: Grasshof, K., M. Ehrhardt & K. Kremlin (eds.). *Methods of seawater analyses*. Verlag Chemie, Weinheim. s. 136-138.
- KOTTA, J., E. ÓLAFSSON, 2003. Competition for food between the introduced polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) and the native amphipod *Monoporeia affinis* Lindström in the Baltic Sea. *J. Sea Res.* 50: 27-35.
- KOTTA, J., H. ORAV & E. SANDBERG-KILPI, 2001. Ecological consequence of the introduction of the polychaete *Marenzelleria cf. viridis* into a shallow-water biotope of the northern Baltic Sea. *J. Sea Res.* 46: 273-280.
- LUNDBERG, C. 2005. Eutrophication in the Baltic Sea, from area-specific biological effects to interdisciplinary consequences. Doktorsavhandling. Åbo Akademi. 166 s.

- NEIDEMAN, R., J. WENNGREN & E. ÓLAFSSON, 2003. Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria* sp. and the native amphipod *Monoporeia affinis* in Baltic soft bottoms. Mar. Ecol. Prog. Ser. 264: 49-55.
- NORKKO, A., E. BONSDORFF & C. BOSTRÖM, 1993. Observations of the polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) on a shallow sandy bottom on the south coast of Finland. Memoranda Soc. Fauna Flora Fenn. 69: 112-113.
- NORKKO, A. & E. BONSDORFF, 1994. Bottenfauna och hydrografi i området mellan kust och öppet hav i den åländska skärgården. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 91, 33 s.
- PERUS, J., J. LILJEKVIST & E. BONSDORFF, 2001. Långtidsstudie av bottenfaunans utveckling i den åländska skärgården – en jämförelse mellan åren 1973, 1989 och 2000. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 103, 58 s.
- ROSENBERG, R., M. BLOMQVIST, C.H. NILSSON, H. CEDERWALL, A. DIMMING, 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Mar. Poll. Bull. 49: 728-739.
- SANDBERG, E., K. AARNIO & E. BONSDORFF, 1989. Bottenfaunans utveckling i nordvästra Åland och Lumparn-området – en jämförelse av situationen 1972-73 och 1989. Husö biol. stat. Forskn. rapp. till Ålands landskapsstyrelse. Nr 71, 44 s.
- SUOMALAINEN, S. 1989. En sammanställning av stationens recipientundersökningar i Mariehamns Västerhamn 1983-1986. Husö biol. stat. Forskn. rapp. till Ålands landskapsstyrelse. Nr 72, 19 s.
- TALLQVIST, M. 2001. Burrowing behaviour of the Baltic clam *Macoma balthica*: effects of sediment type, hypoxia and predator presence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 212: 183-191.
- VUORI, K-M., S. BÄCK, S. HELSSTEN, S.M. KARJALAINEN, P. KAUPPILA, H-G. LAX, L. LEPISTÖ, S. LONDESBOROUGH, S. MITIKKA, P. NIEMELÄ, J. NIEMI, J. PERUS, O-P. PIETILÄINEN, A. PILKE, J. RIIHIMÄKI, J. RISSANEN, J. TAMMI, K. TOLONEN, T. VEHANEN, H. VUORISTO, V. WESTBERG, 2006. Grunderna för typindelning och ekologisk klassificering av Finlands vattendrag. Miljön i Finland. 807. 151 s. (på finska med svensk sammanfattning)
- WESTERBERG, J. 1978. Benthic community structure in the Åland archipelago (N. Baltic) represented by samples of different sizes. Kieler Meeresforsch., Sonderh. 4: 53-60.
- WISTBACKA, S. 1994. Bottenfaunan och fisksamhället i Färjsundet-Lumparn området 1993. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 89, 39 s.
- ÖSTMAN, M. 1989. Belastningen i Lumparn 1989. Husö biol. stat. Forskn. rapp. till Ålands landskapsstyrelse. Nr 73, 20 s.
- ÖSTMAN, M. & E.M. BLOMQVIST, 1997. Tillståndet i åländska skärgårdsvatten – en översikt av situationen under 1980- och 1990-talet, långtidsvariationer samt förslag till kvalitetsparametrar för den åländska vattenlagen. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. No 95, 44 s.

Bilaga 1. Arternas förekomst vid alla stationer år 2006.

	Degersand	Bockholm	Prästö	ÄL-Vårdö	ÄL-Järsö	Mextra 3	Saltflyttan	Korpskär	Silverskär	Långnäs	Föglö	L-22	ÄL-Lumparn	ÄL-Bergö	ÄL-Äppelö	ÄL-Dånö	Dånö 4	Dånö 2	Eckerö 1	ÄL-Eckerö	Rödskär	Hammarudda	Äppelö 4	Ådskär	ÄL-Mariehamn	Möckelö	Mextra 1
<i>Cardium glaucum</i>	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Macoma balthica</i>	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mytilus edulis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mya arenaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hydrobia</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bithynia tentaculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoporeia affinis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gammarus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Corophium volutator</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saduria entomon laera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ostracoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neomysis integer</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mysis relicta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mysis mixta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nereis diversicolor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Marenzelleria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harmothoe sarsi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pygospio elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polydora redeki</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Manatyunkia aesturina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chironomus plumosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halicryptus spinulosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nematoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limapontia capitata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prostoma obscura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbellaria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Electra crustulenta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrozoa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Copepoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cercopagis pengoi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Bilaga 2. Totalabundans (A), totalbiomassa (B) och artantal (S) av bottenfauna åren 2000 och 2006, samt BBI-indexet och stationens status år 2006. H=hög, G=god, M=moderat, P=försvarlig.

		2000	2006	t-test (p)	sign. nivå	BBI	status
Mextra 1	A	2968,9 ± 561,1	5287,2 ± 316,8	0,010	<0,05	0,656	H
	B	134,3 ± 5,3	242,4 ± 27,0	0,015	<0,05		
	S	8,2 ± 0,5	9,2 ± 1,0	0,393	n.s.		
Möckelö	A	3667,8 ± 837,3	11591,7 ± 925,6	0,000	<0,001	0,768	H
	B	78,9 ± 13,8	137,5 ± 8,0	0,009	<0,01		
	S	7,4 ± 0,5	11,0 ± 0,3	0,001	<0,001		
ÄL-Mariehamn	A	5833,9 ± 940,1	12242,2 ± 2142,9	0,037	<0,05	0,581	G
	B	161,2 ± 18,4	264,9 ± 52,9	0,124	n.s.		
	S	9,8 ± 1,2	11,6 ± 0,8	0,265	n.s.		
Ädskär	A	948,1 ± 120,7	6726,6 ± 908,2	0,003	<0,01	0,650	H
	B	123,5 ± 21,3	97,1 ± 22,7	0,421	n.s.		
	S	4,8 ± 0,4	7,2 ± 0,2	0,001	<0,01		
Äppelö 4	A	2463,7 ± 727,7	4166,1 ± 548,5	0,101	n.s.	0,541	G
	B	81,0 ± 20,8	57,5 ± 10,0	0,351	n.s.		
	S	5,6 ± 0,9	6,4 ± 0,4	0,461	n.s.		
Rödsjär	A	1806,2 ± 805,4	7591,7 ± 1483,5	0,013	<0,05	0,715	H
	B	19,6 ± 9,5	65,3 ± 22,5	0,116	n.s.		
	S	7,2 ± 1,5	9,4 ± 0,5	0,224	n.s.		
ÄL-Eckerö	A	4186,9 ± 1498,1	4477,5 ± 375,7	0,859	n.s.	0,551	G
	B	20,2 ± 11,7	71,6 ± 15,2	0,030	<0,05		
	S	7,0 ± 0,6	6,6 ± 0,5	0,636	n.s.		
Eckerö 1	A	4000,0 ± 1385,1	4920,4 ± 1696,5	0,686	n.s.	0,650	H
	B	130,2 ± 15,6	48,0 ± 14,0	0,004	<0,01		
	S	7,0 ± 1,0	8,0 ± 0,6	0,443	n.s.		
Dånö 2	A	2512,1 ± 815,9	10920,4 ± 2732,9	0,034	<0,05	0,361	M
	B	430,5 ± 145,8	227,4 ± 130,7	0,330	n.s.		
	S	5,8 ± 1,1	9,4 ± 1,2	0,057	n.s.		
Dånö 4	A	3086,5 ± 249,9	10906,6 ± 3532,5	0,091	n.s.	0,238	P
	B	290,2 ± 21,5	208,5 ± 62,5	0,272	n.s.		
	S	8,2 ± 0,5	5,2 ± 1,6	0,129	n.s.		
ÄL-Dånö	A	5128,0 ± 479,3	2560,6 ± 816,4	0,033	<0,05	0,307	P
	B	405,8 ± 39,2	174,6 ± 44,7	0,005	<0,01		
	S	8,6 ± 0,4	3,8 ± 0,5	0,000	<0,001		
ÄL-Äppelö	A	2290,7 ± 334,5	3128,0 ± 922,6	0,432	n.s.	0,414	M
	B	335,4 ± 53,7	167,1 ± 44,3	0,043	<0,05		
	S	6,0 ± 0,5	5,2 ± 0,7	0,381	n.s.		
ÄL-Berqö	A	5453,3 ± 502,8	2318,3 ± 536,8	0,003	<0,01	0,236	P
	B	17,1 ± 5,2	5,3 ± 1,1	0,085	n.s.		
	S	5,2 ± 0,2	3,2 ± 0,7	0,051	n.s.		
Föglö	A	8076,1 ± 988,7	4560,6 ± 810,7	0,026	<0,05	0,626	H
	B	110,8 ± 23,0	216,7 ± 48,3	0,098	n.s.		
	S	7,4 ± 0,8	7,0 ± 0,8	0,740	n.s.		
Lånqnäs	A	2609,0 ± 520,5	1308,0 ± 485,6	0,105	n.s.	0,501	G
	B	64,1 ± 15,4	50,2 ± 10,1	0,476	n.s.		
	S	9,0 ± 0,8	5,6 ± 0,5	0,011	<0,05		
Silversjär	A	3660,9 ± 258,3	4719,7 ± 1160,3	0,419	n.s.	0,457	M
	B	283,1 ± 29,3	206,0 ± 20,6	0,068	n.s.		
	S	6,6 ± 0,4	6,0 ± 0,5	0,404	n.s.		
Korpsjär	A	2200,7 ± 307,5	3460,2 ± 349,3	0,027	<0,05	0,449	M
	B	160,6 ± 30,3	145,8 ± 18,0	0,688	n.s.		
	S	5,2 ± 0,6	5,6 ± 0,5	0,620	n.s.		
Saltflyttan	A	1185,1 ± 497,5	4560,6 ± 1277,6	0,056	n.s.	0,404	M
	B	94,2 ± 38,9	77,2 ± 16,4	0,732	n.s.		
	S	5,5 ± 1,0	6,2 ± 1,2	0,655	n.s.		
Mextra 3	A	2200,7 ± 449,1	5148,8 ± 862,7	0,023	<0,05	0,663	H
	B	166,6 ± 43,3	104,9 ± 11,7	0,232	n.s.		
	S	6,2 ± 0,6	6,4 ± 0,5	0,803	n.s.		
ÄL-Järsö	A	2214,5 ± 346,5	1806,2 ± 796,6	0,657	n.s.	0,379	M
	B	97,5 ± 19,6	84,8 ± 35,1	0,763	n.s.		
	S	7,0 ± 0,6	4,8 ± 0,9	0,076	n.s.		
ÄL-Vårdö	A	6491,3 ± 2074,1	5709,3 ± 1389,0	0,763	n.s.	0,503	G
	B	314,3 ± 76,5	195,8 ± 80,1	0,316	n.s.		
	S	9,8 ± 1,4	7,6 ± 1,1	0,248	n.s.		
Bockholm	A	3252,6 ± 860,7	5384,1 ± 1440,2	0,247	n.s.	0,439	M
	B	122,2 ± 35,3	185,3 ± 45,6	0,308	n.s.		
	S	5,6 ± 0,7	6,4 ± 0,9	0,508	n.s.		
Degersand	A	3010,4 ± 963,5	788,9 ± 402,8	0,083	n.s.	0,566	G
	B	298,9 ± 142,1	8,7 ± 7,5	0,111	n.s.		
	S	8,8 ± 1,2	4,4 ± 0,7	0,016	<0,05		
TOTALT	A	3465,4 ± 226,5	5403,6 ± 394,1	0,000	<0,001		
	B	172,0 ± 15,0	132,3 ± 10,8	0,033	<0,05		
	S	7,1 ± 0,2	6,8 ± 0,2	0,420	n.s.		

Bilaga 3. ANOSIM-analysens R- och p-värde vid jämförelse av stationerna år 2000 och 2006.

Station	R	p
Mextra 1	0,816	0,008
Möckelö	0,788	0,008
Ål-Mariehamn	0,488	0,008
Ådskär	1,000	0,008
Äppelö 4	0,636	0,008
Rödsjär	0,536	0,016
Ål-Eckerö	0,740	0,008
Eckerö 1	0,500	0,008
Dånö 2	0,348	0,024
Dånö 4	0,760	0,008
Ål-Dånö	0,972	0,008
Ål-Äppelö	0,976	0,008
Ål-Bergö	0,904	0,008
Föglö	0,864	0,008
Långnäs	0,556	0,008
Silversjär	0,816	0,008
Korpsjär	0,820	0,008
Saltflyttan	0,825	0,008
Mextra 3	0,772	0,008
Ål-Järsö	0,508	0,008
Ål-Vårdö	0,920	0,008
Bockholm	0,004	0,484
Degersand	0,752	0,008

Forskningsrapporter från Husö biologiska station:

No 103 2001 PERUS, J., J. LILJEKVIST & E. BONSDORFF: Långtidsstudie av bottenfaunans utveckling i den Åländska skärgården – en jämförelse mellan åren 1973, 1989 och 2000 (*A long-term study of changes in the zoobenthos in the Åland archipelago – a comparison between 1973, 1989 and 2000*)

No 104 2002 LASTUNIEMI, M.: Användning av perifytonfällor för bedömning av fiskodlingars eutrofierande effekt samt undersökning av nya kontroll- och referenspunkter för bottenfaunaprovtagning vid miljökontrollprogrammet för fiskodling på Åland. (*The use of periphyton growth plates in estimating eutrophication effects of fish farms and survey of new control and referens sites for investigation of benthic fauna in the monitoring program for fish farms at Åland Islands, N. Baltic Sea*)

No 105 2002 SILLANPÄÄ, H.: Grundkartering av sex sjöar med tanke på deras användning som bevattningvattentäcker. (*A study of six lakes considering their water utilization*)

No 106 2002 SILLANPÄÄ, H.: Fiskens reproduktionspotential i Engrundsfjärden, norra Åland. (*The reproduction potential of fish in Engrundsfjärden, N. Åland*)

No 107 2002 KÄLL, S.: Undersökning av miljöeffekter av fiskodlingar (Andersö och Järsö) under avveckling. (*Monitoring of environmental effects of fish farms [Andersö and Järsö] under closure*)

No 108 2002 SUOMALAINEN, K.: Utvecklande av monitoring för trådformiga alger (*Developing monitoring of filamentous algae*)

No 109 2003 SUOMALAINEN, K.: Inverkan av vägbankar på vattenmiljön – uppföljande studier (*The effects of road embankments on the water environment – a follow up study*)

No 110 2004 VILLNÄS, A.: Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodlingar (Andersö och Järsö). (*Recovery of the aquatic environment following the termination of fish farms [Andersö and Järsö]*)

No 111 2004 JÄRVINEN, M., M. BORGMÄSTARS & S. WISTBACKA: Fisksamhällets sammansättning längs en skärgårdsgradient på NW Åland. (*The structure of fish communities along an archipelago gradient in NW Åland*)

No 112 2005 SCHEININ, M. & S. SÖDERSTRÖM: Kartering av vattenlevande makrofytter längs två inner-ytterskärgårdsgradienter på nordvästra och sydöstra Åland (*A mapping of aquatic macrophytes along two inner-outer-archipelago gradients in the North-Western and South-Eastern Åland*)

No 113 2005 JÄRVINEN, M.: Förekomst av adult fisk i grunda havsvikar på Åland (*A survey on adult fish in shallow bays of Åland*)

No 114 2005 NYGÅRD, H.: Fisksamhällets tillstånd på Kökar, SE Åland. (*The state of the fish community on Kökar, SE Åland*)

No 115 2006 MÄENSIVU, M.: Testning av parametrar (klorofyll-a och djuputbredning av blåstång, *Fucus vesiculosus*) för beskrivning av biologiska kvalitetsfaktorer enligt EU:s ramdirektiv för vatten [*Testing the parameters (chlorophyll-a and depth distribution of bladder wrack, Fucus vesiculosus) for describing the Biological Quality Elements according to the EU Water Framework Directive*]

No 116 2007 AHLBECK, I.: Kartering av fiskbestånd på Föglö, SE Åland. (*Survey of fish stocks on Föglö, SE Åland*)

No 117 2007 NYGÅRD, H.: Bottenfaunan och hydrografen i den åländska ytterskärgården sommaren 2006. (*The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands in the summer of 2006*) (Detta nummer, present no.)

ISSN 0787-5460
ISBN: 978-952-12-1855-2

Åbo 2007
Åbo Akademis tryckeri